

# 好氧-低氧生物滤池对低碳氮比污水脱氮研究

陈秀荣, 艾奇峰, 徐文璐, 吴敏霖

(华东理工大学资源与环境工程学院, 上海 200237)

**摘要:**针对我国大多数城市污水低碳氮比的水质特点, 提出以好氧-低氧淹没式生物滤池对其进行深度脱氮处理. 试验过程中, 保持好氧段 DO 为 3.5~4.3 mg/L, 低氧段 DO 为 0.9~1.1 mg/L, 通过调节 2 段进水分流比、水力停留时间(HRT)、进水碳氮比(C/N)实现深度脱氮效果. 进行了 3 个阶段的试验研究: 首先, 以低 C/N 城市污水为参照, 确定原水 C/N = 3:1, 分流比 1:1, 调节 HRT(好氧+低氧段)分别为(10+5)h、(8+4)h、(6+3)h、(4+2)h, 考察系统脱氮效能; 其次, 根据第一阶段的试验结论, 选定原水 C/N = 3:1, HRT(好氧+低氧段) = (10+5)h, 调节分流比为 1:2、1:1、2:1, 考察系统脱氮效能; 最后, 根据前 2 个阶段试验结论, 选定 HRT(好氧+低氧段) = (10+5)h, 分流比 1:1, 分析原水 C/N 分别为 2:1、3:1、5:1、10:1 时脱氮效果的变化. 结果表明, 适宜的原水 C/N 为 5:1, 好氧和低氧池分流比为 1:1, 好氧和低氧池 HRT 分别为 10 h 和 5 h, 进水 COD、氨氮和总氮浓度分别为 254、37.2 和 48.2 mg/L 时, 出水 COD、氨氮和总氮浓度分别达 48、9.3 和 14.8 mg/L. 试验过程中, 通过好氧段强化硝化、低氧段强化反硝化, 同时利用生物膜内好氧、缺氧的分区结构, 达到好氧池内弥补反硝化和低氧池内弥补硝化的脱氮效能, 以保证出水水质.

**关键词:**城市污水; 低碳氮比; 好氧-低氧生物膜法; 进水分流比

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)10-2986-07

## Effective Nitrogen Removal in Low C/N Wastewater with Combined Aerobic-Low DO Biofilm Treatment Process

CHEN Xiu-rong, AI Qi-feng, XU Wen-lu, WU Min-lin

(School of Resource and Environmental Engineering, East China University of Science and Technology, Shanghai 200237, China)

**Abstract:** The municipal wastewater in China is characterized by low ratio of carbon to nitrogen, which is the key restrictive factor for effective biological removal of nitrogen. In this study, the aerobic-low DO biofilm process was used for the nitrogen removal of municipal wastewater. By means of adjusting inflow ratios of aerobic section to low-DO section, hydraulic retention time(HRT) and inflow ratio of carbon to nitrogen(C/N), the performances of nitrification in aerobic biofilm section and denitrification in low-DO section could be improved, the good performance of nitrogen removal was achieved. In order to insure the good effluent quality, especially for ammonia nitrogen and total nitrogen indexes, the nitrification and denitrification could be made up in aerobic and low-DO biofilm section respectively due to the coexistence of aerobic and anoxic zone in biofilm. There were 3 stages for the research process. In the first stage, the original C/N, inflow ratios of aerobic section to low-DO section were chosen as 3:1 and 1:1 respectively, then the effects of various HRT(aerobic section + low DO section) values such as (10+5) h, (8+4) h, (6+3) h, (4+2) h to nitrogen removal were analyzed. According to the conclusion in the first stage, the original C/N was kept at 3:1, HRT(aerobic section + low DO section) was (10+5) h. Then, the effects of various inflow ratios to nitrogen removal were studied in the second stage. In the third stage, when HRT(aerobic section + low DO section) was (10+5) h and inflow ratio was 1:1, the original C/N were adjusted from 2:1, 3:1, 5:1 to 10:1. To conclude, the optimal parameters for nitrogen removal in the biofilm system were as follows: original C/N = 5:1, inflow ratio of aerobic to low-DO section = 1:1, HRT of aerobic and low-DO sections were 10 h and 5 h respectively. As a result, COD, ammonia nitrogen and total nitrogen could be removed from 254 mg/L to 48 mg/L, 37.2 mg/L to 9.3 mg/L and 48.2 mg/L to 14.8 mg/L respectively.

**Key words:** municipal wastewater; low ratio of carbon to nitrogen; aerobic-low DO biofilm process; inflow ratio

我国大多数城市污水都具有低有机浓度、低碳氮比的水质特点<sup>[1]</sup>, 对于此类污水, 强化脱氮的关键在于优化原水中有机碳源的利用, 如根据亚硝酸菌和硝酸菌的不同生长条件, 将氨氮的氧化控制在亚硝化阶段, 随后再进行反硝化的 SHARON 工艺<sup>[2]</sup>; 为了同步高效降解有机污染物和去除总氮, 以优化原水中有机碳源利用的同时硝化反硝化 SND 工艺<sup>[3,4]</sup>. 也有通过发挥自养脱氮效能, 削弱脱

氮对有机碳源的依赖性, 而实现深度脱氮的, 如在单个反应器内实现亚硝化和厌氧氨氧化的 CANON 工艺<sup>[5]</sup>; 基于亚硝酸型硝化-厌氧氨氧化脱氮技术而开发的 OLAND 工艺等. 为了强化异养脱氮过程, 并

收稿日期: 2010-11-18; 修订日期: 2011-03-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(51008124); 中央高校基本科研业务费专项资金项目

作者简介: 陈秀荣(1975~), 女, 副教授, 主要研究方向为污水处理及资源化, E-mail: xrchen@ecust.edu.cn

避免因投加乙醇<sup>[6,7]</sup>等外碳源而增加运行费用,也可将污水厂的副产物如污泥发酵产酸作为异养脱氮补充碳源,实现高效、低耗脱氮<sup>[8-15]</sup>.上述各脱氮过程中,多为活性污泥过程,此时,当原水有机底物浓度较低时,易出现污泥活性低、进而解体的现象<sup>[16]</sup>.而且,各脱氮过程虽侧重点不同,但只强调异养或自养脱氮,未考虑复合脱氮的方法,且缺乏对低有机浓度、低碳氮比污水深度脱氮的针对性.

本研究提出好氧-低氧组合生物滤池深度脱氮过程,旨在利用生物膜内好氧和缺氧分区共存的空间特性,实现好氧池和低氧池的同时硝化和脱氮效能<sup>[17]</sup>;利用好氧段强硝化效能和抗冲击能力,为低氧池提供硝态氮,并保证其进水水质稳定;通过分流原水向缺氧段补充有机碳源,强化低氧段反硝化

过程;控制低氧池的适度硝化效能,满足出水对氨氮的限定.本研究中,通过对好氧池和低氧池进水流比、水力停留时间(HRT)和原水COD与总氮(TN)比值(C/N)等综合调控实现了对低碳氮比污水的高效脱氮处理.

## 1 材料与方法

### 1.1 原水水质

试验用水为人工配水,由蛋白胨、磷酸二氢钾、碳酸氢铵、硫酸亚铁、EDTA-Na等多种物质配制,原水水质见表1.从表1可知,试验过程中,原水COD范围为100~500 mg/L,相应C/N为2:1~10:1,其他水质指标的控制参照我国南方城市污水水质情况进行.

表1 试验进水水质指标  
Table 1 Water quality indexes

项目	数值	项目	数值
水温/℃	25 ± 2	氨氮/mg·L <sup>-1</sup>	30.0 ~ 40.0
pH	7.0 ~ 7.7	总氮/mg·L <sup>-1</sup>	40.0 ~ 50.0
碱度(以CaCO <sub>3</sub> 计)/mg·L <sup>-1</sup>	220	硝酸盐氮/mg·L <sup>-1</sup>	1.0 ~ 4.0
COD/mg·L <sup>-1</sup>	100 ~ 500	亚硝酸盐氮/mg·L <sup>-1</sup>	0.0 ~ 1.0

### 1.2 试验装置

试验所需生物膜反应器采用有机玻璃制作,外形尺寸为Φ240 mm × 1 000 mm,按气、水同向流的升流方式运行.生物膜反应器超高150 mm,进水区高度为150 mm,内设有进水管、橡胶微孔布气盘管,管路上分别装有气、水流量计.池内装页岩滤料,滤料层厚度为700 mm,滤层空隙率50%,滤层容积为0.032 m<sup>3</sup>.为避免边壁效应或水流不均造成所取水样的差异,以滤板为始点在滤柱壁上每隔50 mm高度的同一圆周上均匀设置3个取样口,取样管内径为10 mm,共沿滤层高度设置13处取样断面.试验装置结构见图1.

2套装置串联运行,第一级生物膜反应器采用好氧曝气模式,DO为3.5~4.3 mg/L;第二级生物膜反应器采用低氧曝气模式,DO为0.9~1.1 mg/L.

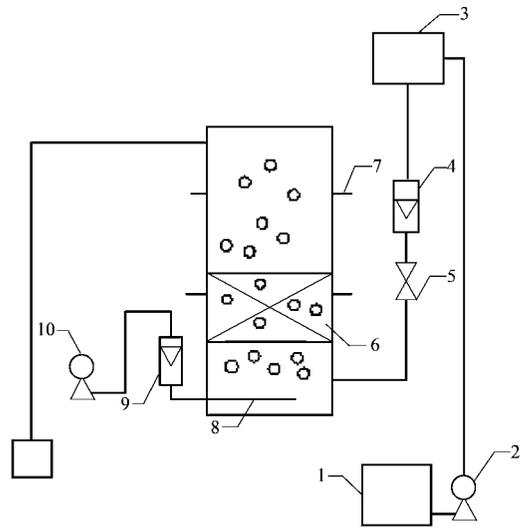
## 2 结果与分析

本研究首先确定进水C/N为3:1,在此低C/N的水质条件下,考察了HRT、两段进水流比对好氧-低氧生物膜工艺脱氮效能的影响;进而在优化的HRT、进水流比工况条件下,在2:1~10:1的C/N范围内,考察了该好氧-低氧生物膜工艺能够适

应的原水C/N低限值.

### 2.1 调节HRT对除污染效能的影响

因为我国南方城市污水C/N最低可达3:1左



1. 储水槽; 2. 水泵; 3. 高位槽; 4. 玻璃转子流量计(水); 5. 阀门; 6. 填料; 7. 取样口; 8. 曝气管; 9. 玻璃转子流量计(气); 10. 气泵  
图1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of test installation

右,故在考察 HRT 对系统脱氮效能影响时,初步确定原水 C/N 为 3:1. 同时,为了补充反硝化所需碳源,确定进水分流比为 1:1. 由于有 50% 的原水直接进入低氧池中,导致好氧池和低氧池的 HRT 不同,故此阶段试验的 HRT 是针对全流程而言,是两池 HRT 之和.

试验过程中,对应全流程 HRT 分别为 15、12、9 和 6 h 的工况条件,每周期运行 30 d. 由于生物处理过程对于工况条件的改变适应缓慢,故分析数据时除去每周期初期 10 d 不稳定的数据,并取每周期中后期 20 d 数据作平均值,调整 HRT 对好氧-低氧生物膜系统效能的影响见表 2.

表 2 调整 HRT 对好氧-低氧生物膜系统效能的影响

Table 2 Substrates removal performances in aerobic-low DO level biofilm with various HRT

项目	COD/mg·L <sup>-1</sup>			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup>			NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup>		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/mg·L <sup>-1</sup>		TN/mg·L <sup>-1</sup>			
	进水	出水	去除率/%	进水	出水	去除率/%	进水	出水	进水	出水	进水	出水	去除率/%	
I	好氧池 10	155	46	70.3	37.6	0.8	97.9	0.6	1.1	1.7	23.5	49.6	37.4	30.2
	低氧池 5	103	41	60.2	19.9	9.8	50.8	0.9	1.6	12.6	3.9	42.4	24.9	41.3
	全流程 15	155	41	73.5	37.6	9.8	73.9	0.6	1.6	1.7	3.9	49.6	24.9	49.7
II	好氧池 8	163	57	65.0	38.5	1.0	97.5	0.5	0.8	1.5	24.7	47.8	35.9	24.9
	低氧池 4	113	45	60.2	20.7	12.7	38.6	0.7	1.8	13.1	4.3	42.6	28.3	33.6
	全流程 12	163	45	72.4	38.5	12.7	67.0	0.5	1.8	1.5	4.3	47.8	28.3	40.8
III	好氧池 6	166	65	60.8	37.9	1.6	95.8	0.4	1.3	1.6	21.4	48.5	41.2	15.1
	低氧池 3	117	55	53.0	20.9	12.5	40.2	0.9	2.5	11.5	5.8	43.2	32.4	25.0
	全流程 9	166	55	66.9	37.9	12.5	67.0	0.4	2.5	1.6	5.8	48.5	32.4	33.2
IV	好氧池 4	150	58	61.3	36.5	1.9	94.9	0.6	1.9	1.8	20.1	46.9	42.2	10.0
	低氧池 2	110	67	39.1	20.6	12.1	41.3	1.3	6.8	11.0	7.2	42.5	35.7	16.0
	全流程 6	150	67	55.3	36.5	12.1	66.8	0.6	6.8	1.8	7.2	46.9	35.7	23.9

从表 2 可以看出,好氧池和低氧池皆具备硝化和脱氮效能. 对照来看,好氧池硝化能力较强,低氧池脱氮能力较强. 在 HRT 从 15 h 减少到 6 h 的过程中,好氧池、低氧池和全流程对氨氮去除率的降低皆小于 7.1%,而三者对总氮去除率降低幅度很显著,分别为 20.2%、25.3% 和 25.9%,相应 COD 去除率降低幅度分别为 9.0%、21.1% 和 18.2%,即 HRT 缩短过程中,低氧池的总氮和 COD 去除率降低幅度最为显著. 对于亚硝酸盐氮指标来讲,随着 HRT 的缩短,低氧池更易出现亚硝酸盐氮积累.

以上现象可解释为:在各池进水 COD:TN > 2 的条件下,生物膜系统内脱氮过程以异养过程为主<sup>[18]</sup>,故各池内总氮去除主要取决于异养反硝化,该过程继自养硝化之后发生. 故当 HRT 缩短后,即使各池的硝化过程未受显著影响,反硝化进程却受抑制,则总氮去除率显著下降,进而引起反硝化对 COD 消耗也大幅减少,而以低氧池 COD 去除率降低幅度最大.

由于低氧池 DO 较好氧池低,则 DO 在低氧池生物膜内传质较弱,低氧池内生物膜缺氧区分布更为广泛,反硝化环境条件优越,故低氧池反硝化效能显著,体现为低氧池较好氧池脱氮效能强. 由于

HRT 缩短不仅可阻断反硝化进程,还可阻断亚硝酸盐氮向硝酸盐氮的二级硝化,故出现亚硝酸盐氮的积累. 因亚硝化菌对 DO 的亲合力较硝化菌强<sup>[19]</sup>,亚硝化菌氧饱和常数为 0.2 ~ 0.4 mg/L,硝化菌氧饱和常数为 1.2 ~ 1.5 mg/L,当低氧池 DO 限制在 0.9 ~ 1.1 mg/L 时,亚硝化速率大于硝化速率,可导致亚硝酸盐氮积累. 而且低氧池 HRT 缩短至 2 h 时,好氧池 HRT 为 4 h,前者 HRT 对二级硝化和反硝化阻断作用更大,表现为低氧池内亚硝酸盐氮积累更多.

## 2.2 调节进水分流比对除污染效能的影响

固定好氧池工况条件:进水 C/N 为 3:1, HRT 为 10 h,即进水流量为 3.2 L/h, pH 为 7.0 ~ 7.7,水温是 25℃ ± 2℃,并以此为参照,根据分流比不同,调节低氧池原水流量. 选定原水进入好氧池与低氧池的流量比分别为 1:2、1:1 和 2:1,则相应低氧池的进水流量分别为 9.6、6.4 和 4.8 L/h,低氧池 HRT 分别为 3.3、5 和 6.7 h. 两池分流比为 1:1 工况条件与 2.1 节中全流程 HRT 为 15 h 的工况条件相同.

### 2.2.1 分流比对低氧池效能影响

不同进水分流比时,由于好氧池工况条件未改变,故其效能变化不大. 则好氧-低氧整体系统的效

能主要决定于低氧池. 为了反映低氧池对各指标的去除效能,以各指标的浓度降低值和进水流量的乘积,来表示低氧池对各指标的去除速率. 低氧池对 COD、氨氮、硝酸盐氮、总有机氮、总氮和亚硝酸盐氮的去除速率如图 2 所示.

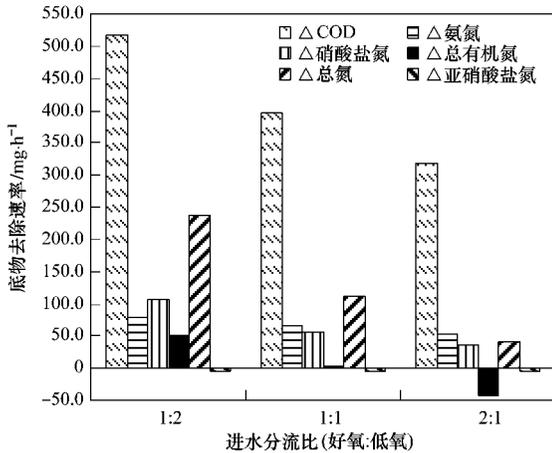


图 2 不同进水分流比时低氧池除污染效能对照

Fig. 2 Low-DO filter performances at various inflow ratios

由图 2 可知,对于 COD、硝酸盐氮、总氮指标而言,其去除速率的变化趋势与好氧、低氧池进水分流比的变化趋势恰好相反. 在好氧池与低氧池进水分流比最低为 1:2 时,低氧池对 COD、硝酸盐氮和总氮的去除速率最大,分别为 518.0、107.5 和 237.1 mg/h. 这是因为:在好氧池 HRT 固定的情况下,好氧池与低氧池进水分流比升高(降低)导致了低氧池流量的减少(增加),一方面相当于延长(缩短)低氧池 HRT,另一方面也减少(增加)了低氧池内来自原水的有机碳源. 试验表明,有机碳源的增加比 HRT 延长对低氧池脱氮效能的增强更占优势. 即使 HRT 缩短为 3.3 h,只要增加原水中的有机碳源,低氧池脱氮效能仍然较高;虽然低氧池 HRT 延至最长为 6.7 h,但此时低氧池分流原水量最少,即来自

原水的有机碳源补充最少,则低氧池脱氮速率最小. 对于氨氮指标而言,在分流比为 1:2 (低氧池 HRT 为 3.3 h) 时,氨氮去除速率最大,达 77.8 mg/h. 一方面是因为生物膜中 SRT 长而利于硝化过程<sup>[20]</sup>,故 HRT 缩短为 3.3 h 仍未抑制硝化过程;另一方面是因此时低氧池分流原水量最大,氨氮负荷最高,导致氨氮硝化速率最大.

在好氧与低氧池分流比从 1:2 变到 2:1 时,有机氮在低氧池经历了从去除到积累的变化过程. 引起低氧池内有机氮数值变化的途径有 4 种:一是从进水(好氧池出水和原水)中补充;二是因同化反硝化过程<sup>[21]</sup>而积累;三是有机氮经氨化后,一部分经生物同化被消耗,另一部分经硝化过程消耗;四是生物膜分解释放有机氮. 由于试验期间,经对滤料床内生物膜干重分析,基本保持恒定(2.0 g/g),故此认为,水中有机氮同化速率和生物膜分解释放有机氮速率(MLSS/滤料质量)基本相当. 即以上 4 种引起液相有机氮浓度改变的途径可简化为 3 种:进水补充、同化反硝化积累、有机氮经氨化 + 硝化而被消耗.

若考察低氧池内有机氮经同化反硝化和氨化 + 同化/硝化过程引起的变化速率,仅通过图 2 中进水有机氮补充速率减去有机氮净去除/积累速率即可. 当此差值 > 0 且数值越大,则说明氨化 + 硝化作用越强,反之,则说明同化反硝化越强. 为了考察进水分流比对同化反硝化、氨化 + 硝化过程的影响程度,可在好氧池与低氧池进水分流比分别从 2:1 → 1:1 和从 1:1 → 1:2 的变化阶段中,通过对照上述差值的大小来说明.

在已知进水有机氮浓度、低氧池进水流量、根据图 2 所得的有机氮净去除/积累速率,及计算所得进水补充有机氮速率时,则有机氮的氨化 + 硝化消耗速率 - 同化反硝化积累速率 = 进水补充速率 - 净去除/积累速率,将各分流比的计算过程皆列于表 3 中.

表 3 不同分流比时低氧池中有机氮不同过程转化量

Table 3 Organic nitrogen transformation amount in low-DO biofilm with various inflow ratios

项目	好氧出水流量 /L·h <sup>-1</sup>	好氧出水有机氮浓度 /mg·L <sup>-1</sup>	低氧池原水流量 /L·h <sup>-1</sup>	原水有机氮浓度 /mg·L <sup>-1</sup>	进水补充有机氮速率 /mg·h <sup>-1</sup>	低氧池有机氮净去除/积累速率/mg·h <sup>-1</sup>	氨化 + 硝化消耗有机氮速率 - 同化反硝化积累之差/mg·h <sup>-1</sup>
好氧:低氧 = 1:2	3.2	10.3	6.4	9.0	3.2 × 10.3 + 6.4 × 9.0 = 90.6	51.8 (去除)	90.6 - 51.8 = 38.8
好氧:低氧 = 1:1	3.2	9.0	3.2	9.7	3.2 × 9.0 + 3.2 × 9.7 = 59.8	3.8 (去除)	59.8 - 3.8 = 56.0
好氧:低氧 = 2:1	3.2	10.5	1.6	9.2	3.2 × 10.5 + 1.6 × 4.2 = 40.3	41.7 (积累)	40.3 + 41.7 = 82.0

在好氧池与低氧池原水分流比分别为 1:2、1:1 和 2:1 时,由表 3 最后一列数据可知,低氧池内氨化 + 硝化消耗速率与同化反硝化积累速率之差分别为

38.8、56.0、82.0 mg/h. 即在排除进水对有机氮补充的前提下,氨化 + 硝化消耗速率与同化反硝化积累速率之差随分流比的升高而增加.

结合氨氮硝化速率的变化趋势,根据上述试验结果分析表明:在好氧池 HRT 固定的情况下,好氧池与低氧池分流比升高时,低氧池内原水有机碳源、有机氮负荷和氨氮负荷都增加.有机碳源增加可加速同化反硝化速率<sup>[22]</sup>,而有机氮和氨氮负荷增加可分别加速氨化、硝化速率.对照试验结果可知,在分流比升高的过程中,即好氧池 HRT 固定的情况下,相当于低氧池原水流量减少、来自原水的有机碳源量减少,但 HRT 体现为延长的过程,氨化 + 硝化速率增加幅度显著大于同化反硝化速率增加幅度.由于有机碳源减少可削弱同化反硝化,却可增强氨氮/有机氮硝化,HRT 延长则对这 2 个过程都可起到增强作用.故在本试验条件下,以上阶段结论不仅说明了有机碳源减少较 HRT 延长对同化反硝化和硝化的影响更显著,也说明了氨氮/有机氮硝化较同化反硝化对有机碳源的变化更为敏感.虽然通过本阶段试验数据无法计算同化反硝化或氨氮/有机氮硝化中任一过程引起的氮素变化数据,但通过复合值可

说明这 2 个过程的相对强弱,即氨氮/有机氮硝化过程较同化反硝化过程更占优势.

### 2.2.2 分流比对整个系统效能的影响

将不同分流比时好氧-低氧生物滤池整体除污染效能列于表 4 中,可以看出,虽然好氧与低氧池分流比为 1:2(低氧池 HRT 为 3.3 h)时,出水总氮浓度最低为 20.8 mg/L,但出水 COD 和氨氮浓度显著高于分流比为 2:1 和 1:1 时的情况.这可解释为:低氧池入流原水量增加,一方面因负荷增加,底物去除速率得到提高;另一方面因 HRT 最短为 3.3 h,导致去除总量增长幅度较小.由于 COD 和氨氮的去除量较进入量增长幅度小,故出水浓度出现升高;而对于总氮而言,反硝化脱氮速率因有机碳源补充而提高幅度较大,总氮去除量增长幅度大于进入总氮量,则出水总氮浓度出现降低.若以系统总出水 COD、氨氮和总氮浓度为综合限制指标,则分流比为 1:1 的工况效能最优.

### 2.3 调节原水 C/N 对除污染效能的影响

表 4 分流比对好氧-低氧生物滤池效能的影响

Table 4 Substrates removal performances in aerobic-low DO level biofilm with various inflow ratios

进水分流比 (好氧:低氧)	处理水量 /L·h <sup>-1</sup>	总进水/mg·L <sup>-1</sup>			总出水/mg·L <sup>-1</sup>			系统去除率/%		
		COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN
2:1	4.8	155	37.1	47.4	38	6.9	32.8	75.3	81.4	30.6
1:1	6.4	155	37.6	49.6	41	9.8	24.9	72.4	73.9	49.7
1:2	9.6	157	37.4	47.3	53	18.3	20.8	66.3	51.1	56.0

根据前期试验结果,首先确定好氧池与低氧池分流比为 1:1,系统 HRT 为 15 h(好氧池 HRT 为 10 h,低氧池 HRT 为 5 h).低氧池 DO 为 0.9 ~ 1.1 mg/L,好氧池 DO 为 3.5 ~ 4.3 mg/L,水温是 25°C ± 2°C,原水 pH 为 7.0 ~ 7.7.其次,调整原水中 COD 与总氮含量比值(C/N)分别为 2:1、3:1、5:1 和 10:1.由于好氧与低氧池分流比为 1:1,则相应的低氧池进水 C/N 分别为:1.9:1、2.5:1、4.0:1 和 7.8:1.

#### 2.3.1 原水 C/N 对单池除污染效能的影响

在好氧和低氧池滤层沿程取样,重点考察原水 C/N 对于系统脱氮效能的影响,故沿程分析指标主要为 COD 和总氮指标变化情况,分别如图 3 和图 4 所示.其中,从 0 ~ 10 h 为好氧池情况,10 ~ 15 h 为低氧池情况,其中曲线斜率为 COD 或总氮去除速率.

从图 3 可知,好氧池中,随原水 C/N 增加,COD 去除速率也逐步增大;而且,固定 C/N 时,好氧池沿程 COD 去除速率基本不变.这是因为好氧池中 COD 主要是作为异养菌(包括反硝化菌)碳源,在进

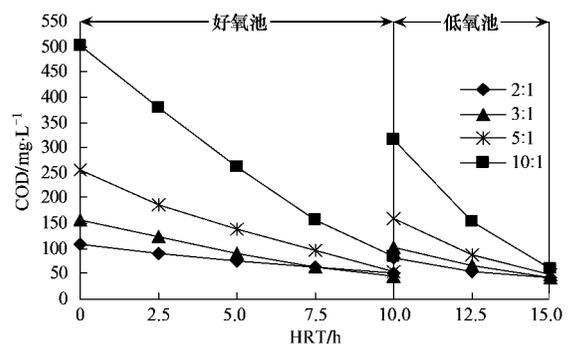


图 3 不同 C/N 时好氧和低氧滤池沿程 COD 去除情况

Fig. 3 COD removal performances at various inflow C/N ratios

水初期,原水中 COD 负荷较高,则降解 COD 的好氧异养菌活性高,与硝化菌竞争 DO 时占优势,则硝化进程受抑制<sup>[23]</sup>,随着 COD 大量被去除,好氧异养菌活性降低,硝化菌活性增强,硝化作用显著<sup>[24]</sup>,此时好氧异养菌降解 COD 速率降低,但因硝态氮大量生成,在生物膜缺氧区的反硝化菌群开始利用 COD 为电子供体、硝态氮为电子受体进行反硝化脱氮过程,

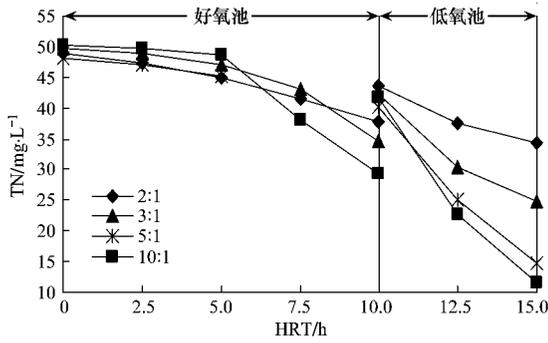


图4 不同 C/N 时好氧和低氧滤池沿程 TN 去除情况

Fig. 4 TN removal performances at various inflow C/N ratios

此时 COD 主要被异养反硝化菌群利用,好氧池沿程 COD 去除速率较为稳定,说明反硝化去除 COD 的速率与好氧异养菌降解 COD 速率差距不大。

在低氧池中, COD 沿程去除速率逐步降低,而且随 C/N 升高, COD 去除速率也升高. 这主要是因为低氧池中 DO 受限,生物膜内存在大量缺氧区,则好氧异养菌受到抑制,而且好氧池出水的硝态氮进入低氧池,此时 COD 主要依赖异养反硝化去除. 当然,随着分流原水中氨氮和有机氮在低氧池中被逐步硝化,异养反硝化过程继续进行,但随着低氧池沿程滤层中 COD 和硝态氮负荷的减少,反硝化速率逐步减慢,体现为 COD 去除速率逐步降低. 而 C/N 升高,即分流原水中 COD 负荷升高,则异养反硝化因碳源增加而得到强化,故 COD 去除速率随 C/N 升高而加快. 在低氧池中,缺氧反硝化受有机碳源负荷的影响不仅反映出图 3 中 COD 的去除速率变化,也

反映出图 4 中总氮去除速率的变化,两者沿程及随 C/N 的变化规律相似。

由图 4 可知,在好氧池中,总氮去除反映出 2 种现象:其一是沿程滤层内总氮去除速率逐步增加;其二是随着原水 C/N 升高,在 HRT 为 0~5 h 即进水段 1/2 滤层,总氮去除速率逐步降低,而在 HRT 为 5~10 h 即出水段 1/2 滤层,总氮去除速率逐步升高. 针对第 1 种现象,主要是因为进水 C/N 越高,经过进水段滤层的好氧异养菌对 COD 降解后,出水段滤层内 COD 负荷仍然较高,则出水段滤层的反硝化脱氮速率越快. 而第 2 种现象是因为:进水段 COD 高抑制了硝化过程,硝态氮产生速率低,则反硝化脱氮速率相应低,随着 COD 被降解到不能抑制硝化时,硝化速率升高,则反硝化速率也相应提高。

### 2.3.2 原水 C/N 对整个系统效能的影响

取不同原水 C/N 时,好氧-低氧生物膜系统整体除污染效能列于表 5 中. 从表 5 可以看出,在原水 C/N 增加的过程中,因系统进水 COD 增加,总出水 COD 浓度出现逐步升高的趋势. 而总出水中氨氮和总氮浓度呈降低趋势,只是降低幅度逐步变小. 总出水氨氮浓度随原水 C/N 升高而降低,原因是:虽然 COD 增加对好氧池进水段的硝化过程造成抑制,但原水 C/N 从 2:1→10:1 的过程中,好氧池出水段和低氧池的反硝化过程皆因 COD 增加而得到强化,硝态氮的迅速去除也增加了氨氮到硝态氮的硝化推动力,进而促使进一步的氨氮硝化,导致氨氮出水浓度随原水 C/N 增加而降低。

表 5 原水 C/N 对好氧-低氧生物滤池效能的影响

Table 5 Substrates removal performances in aerobic-low DO level biofilm with various original C/N

原水 C/N	低氧池进水 C/N	处理水量 /L·h <sup>-1</sup>	总进水/mg·L <sup>-1</sup>			总出水/mg·L <sup>-1</sup>			系统去除率/%		
			COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN
2:1	1.9:1	6.4	108	37.2	48.8	42	15.1	34.4	61.1	59.4	29.5
3:1	2.5:1	6.4	155	37.6	49.6	41	9.8	24.9	72.4	73.9	49.7
5:1	4:1	6.4	254	37.2	48.2	48	9.3	14.8	81.1	75.0	69.3
10:1	7.8:1	6.4	502	37.3	50.2	61	7.8	11.6	87.8	79.1	76.9

原水 C/N 为 10:1 时,整个系统对 COD、氨氮和总氮 3 项指标去除率最高,总出水中氨氮和总氮浓度也最低,但 COD 浓度却最高,达 61 mg/L. 原水 C/N 为 5:1 时,总出水 COD 浓度降低为 48 mg/L,氨氮和总氮浓度较 C/N 为 10:1 时略有升高,故从 COD、氨氮和总氮这 3 个指标共同来作为出水限制指标,可选定适宜的原水 C/N 为 5:1 (低氧池进水的 C/N 相当于 4:1),这一 C/N 也接近我国南方大多数

低碳、高氮的城市污水水质特征。

### 3 结论

(1) 固定原水 C/N 为 3:1,好氧池与低氧池分流比为 1:1 时,在 HRT 从 15 h 缩短至 6 h 时,整个系统对氨氮去除率降低不足 7.1%,而总氮去除率降低达 25.9%,相应 COD 去除率降低 18.2%. 综合氨氮、总氮和 COD 共 3 项去除率的变化,认为 HRT 为

15 h 时,好氧-低氧生物滤池脱氮效能较好。

(2) 固定进水 C/N 为 3:1,好氧池 HRT 为 10 h 时,增加低氧池的原水流量,当底物去除量较进入量增长幅度小时,出水底物浓度升高,反之,出水底物浓度降低。对照试验表明,两池原水分流比为 1:1 时整个系统效能较好,出水 COD、氨氮和总氮指标分别为 41、9.8 和 24.9 mg/L。

(3) 固定好氧池 HRT 为 10 h,好氧池与低氧池分流比为 1:1 时,增加原水 C/N 应充分平衡 2 方面:反硝化过程增强而出水 TN 指标降低,以及 COD 负荷增加造成出水 COD 浓度升高。适宜的原水 C/N 为 5:1 (接近我国南方大多数低碳氮比城市污水的水质特征),此时,整个系统出水 COD、氨氮和总氮浓度分别达 48、9.3 和 14.8 mg/L。以 GB 18918-2002 对 COD 和总氮的限定来看,此系统出水可达一级 A 脱氮标准(COD 50 mg/L、总氮 15 mg/L)。虽然出水氨氮略有超出,但对于低碳氮比污水来讲,氨氮并非处理难点,经排放前强曝气,可将其进一步降低。

(4) 综合以上 HRT、原水分流比、原水 C/N 等阶段试验结果,可知:针对我国南方低碳氮比城市污水而言,可采用优化的好氧-低氧生物滤池实现优化脱氮效能,优化工况参数为:原水 C/N 为 5:1 左右,好氧池和低氧池原水分流比为 1:1,好氧-低氧生物膜系统 HRT 为 15 h (好氧池 HRT 为 10 h、低氧池 HRT 为 5 h)。

#### 参考文献:

- [ 1 ] 陈秀荣,周琪,张杰. 生物-生态协同工艺深度处理城市污水 [J]. 哈尔滨工业大学学报,2008,**40**(4):650-655.
- [ 2 ] 遇光祿,陈胜,孙德智. 移动床生物膜反应器 SHARON 工艺半亚硝化特性[J]. 化工学报,2008,**59**(1):201-208.
- [ 3 ] 孙翠,杨凤林,胡绍伟,等. 炭管曝气膜强化厌氧折流板反应器功能的研究[J]. 环境科学,2008,**29**(5):1216-1220.
- [ 4 ] Von Much E, Lant P, Keller J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors [J]. Water Research,1996,**30**:277-284.
- [ 5 ] 廖德祥,吴永明,李小明,等. 亚硝化-厌氧氨氧化联合工艺处理高含氮废水的研究[J]. 环境科学,2006,**27**(9):1776-1780.
- [ 6 ] Hallin S, Pell M. Metabolic properties of denitrifying bacteria adapting to methanol and ethanol in activated sludge [J]. Water Research,1998,**32**(1):13-18.
- [ 7 ] Hallin S, Rothman M, Pell M. Adaptation of denitrifying bacteria to acetate and methanol in activated sludge [J]. Water Research,1996,**30**(6):1445-1450.
- [ 8 ] Modin O, Fukushi K, Yamamoto K. Denitrification with methane as external carbon source [J]. Water Research,2007,**41**:2726-2738.
- [ 9 ] Chen Y, Randall A A, McCue T. The efficiency of enhanced biological phosphorus removal from reas wastewater affected by acetic to propionic acid ratio [J]. Water Research,2004,**38**:27-36.
- [ 10 ] Chen Y, Liu Y, Zhou Q, et al. Enhanced phosphorus biological removal from wastewater-effect of microorganism acclimatization with different ratios of short-chain fatty acids mixture [J]. Biochemical Engineering Journal,2005,**27**:24-32.
- [ 11 ] Li H, Chen Y, Gu G. The effect of propionic to acetic acid ratio on anaerobic-aerobic ( low dissolved oxygen ) biological phosphorus and nitrogen removal [J]. Bioresource Technology, 2008,**99**:4400-4407.
- [ 12 ] Shao L, Xu Z X, Yin H L, et al. Rice husk as carbon source and biofilm carrier for water denitrification [J]. Journal of Biotechnology,2008,**136S**:S647-S677.
- [ 13 ] Park J B K, Craggs R J, Sukias J P S. Treatment of hydroponic wastewater by denitrification filters using plant prunings as the organic carbon source [J]. Bioresource Technology,2008,**99**:2711-2716.
- [ 14 ] Quan Z X, Jin Y S, Yin C R, et al. Hydrolyzed molasses as an external carbon source in biological nitrogen removal [J]. Bioresource Technology,2005,**96**:1690-1695.
- [ 15 ] Salem Z, Lebig H, Cherafa W K, et al. Valorisation of olive pits using biological denitrification [J]. Desalination,2007,**204**:72-78.
- [ 16 ] 王郁,林逢凯. 水污染控制工程[M]. 北京:化学工业出版社,2008.
- [ 17 ] 刘雨,赵庆良,郑兴灿. 生物膜法污水处理技术[M]. 北京:中国建筑工业出版社,2000. 47-50.
- [ 18 ] Van Niel E W J, Arts P A M, Wesseling B J, et al. Competition between heterotrophic and autotrophic nitrifiers for ammonia in chemostat cultures [J]. FEMS Microbiology Ecology,1993,**102**(2):109-118.
- [ 19 ] Laanbroek H J, Gerards S. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomanas Europaea* and *Nitrobacteria winogradskyi* grown in mixed continuous cultures [J]. Archives of Microbiology,1993,**159**:453-459.
- [ 20 ] 崔福义,张兵,唐利. 曝气生物滤池技术研究与应用进展 [J]. 环境污染治理技术与设备,2005,**6**(10):1-7.
- [ 21 ] 王白杨. 废水生物处理脱氮原理与新工艺 [J]. 江西师范大学学报(自然科学版),2006,**30**(4):399-403.
- [ 22 ] 周碧波,操家顺,徐哲明. 反硝化生物滤池的挂膜与启动 [J]. 环境科技,2009,**22**(3):5-7.
- [ 23 ] 杨威,田家宇,李圭白. 生物活性滤池饮用水除氨氮的影响因素 [J]. 化工学报,2008,**59**(9):2316-2321.
- [ 24 ] 赵可,尹军,王立军. 腐殖土强化 SBR 工艺运行效能试验 [J]. 哈尔滨工业大学学报,2009,**41**(4):81-84.